Vol.11, No.1, Spring 2022, pp. 17-37 ISSN (Print):2322-1682 ISSN (Online):2383-3076

Journal of Geography and Environmental Hazards

RESEARCH ARTICLE DOI:10.22067/geoeh.2021.70105.1051 Open access

Distribution of Nickel in Some Surface Soils of Qom Province using Kriging Method

Zahra MovahediRad[a], Somayeh Sadr[b*]

[a] *Teaching Assistant, Faculty of Agriculture, Payam-Nour University of Kerman, Kerman, Iran*
[b] *Assistant Professor, Faculty of Agriculture, Payam-Nour University of Kerman, Kerman, Iran*

Received: 28 April 2021 ***Revised: 01 June 2021*** ***Accepted: 9 July 2021***

Abstract

Heavy metals are known to be the most dangerous environmental pollutants because they do not decomposed by physical processes and therefore remain for a long time and will be effective in biochemical cycles and ultimately in the human food chain, disrupting biological reactions and damaging organs. Therefore, in order to control the quality of the environment, it is important to study the heavy elements in the soil. So far, many researches have been done to identify contaminated areas and implement sustainable land use policies regarding the risk of contamination. In this study, the spatial distribution of nickel in surface soils (0-10 cm) in parts of Qom province with urban-industrial, agricultural and uncultivated land uses with an area of 883 km^2 was investigated. Geostatistical tools (ordinary kriging) were used. Sampling was performed at 209 points on a grid with distances of about 1.5 × 1.5 km in agricultural and urban land uses and about 2×2 km in uncultivated lands. The concentration of total nickel and absorbable soil was measured by atomic absorption spectrometer. Statistical and geostatistical measures were performed by SPSS, Variowin and WINGSLIB software and contamination map was drawn with Surfer16 software. The results indicated that the concentration of nickel in various forms in the region does not show toxicity. But there were significant differences in land uses. Existing industries, parent materials, and nickel-rich basic and ultra-basic rocks, the use of phosphate fertilizers and sewage sludge may have increased nickel, and the direction of westerly winds has led to the transfer of nickel in the region.

Keywords: Spatial Variability, Variogram, Qom, Heavy Metals

* Corresponding Author: Somayeh Sadr E-mail: s.sadr@stu.vru.ac.ir Tel: +989139931089

How to cite this Article: MivahediRad, Z., & Sadr, S. (2022). Distribution of Nickel in Some Surface Soils of Qom Province using Kriging Method. *Journal of Geography and Environmental Hazards*, *11*(1), 17-37.
DOI:10.22067/geoeh.2021.70105.1051

Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0)
Geography and Environmental Hazards
Volume 11, Issue 1 - Number 41, Spring 2022
https://geoeh.um.ac.ir
https://dx.doi.org/10.22067/geoeh.2021.70105.1051

جغرافیا و مخاطرات محیطی، سال یازدهم، شمارهٔ چهل و یکم، بهار ۱٤۰۱، صص ۳۷-۱۷

مقاله پژوهشی

توزیع منطقه‌ای نیکل در خاک‌های سطحی بخش‌هایی از استان قم

زهرا موحدی راد - مربی گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور، کرمان، ایران
سمیه صدر[1] - استادیار گروه کشاورزی، دانشگاه پیام نور، کرمان، ایران

تاریخ دریافت: ۱٤۰۰/۲/۸ تاریخ بازنگری: ۱٤۰۰/۳/۱۱ تاریخ تصویب: ۱٤۰۰/٤/۱۸

چکیده

تا کنون تحقیقات بسیاری در زمینه شناسایی مناطق آلوده و اجرای سیاست‌های استفاده پایدار از اراضی با توجه به خطر آلودگی آن‌ها انجام گرفته است. در این پژوهش توزیع مکانی نیکل در خاک‌های سطحی (عمق ۱۰-۰ سانتیمتر) بخشی از استان قم با کاربری‌های شهری-صنعتی، کشاورزی و بایر به وسعت ۸۸۳ کیلومترمربع بررسی شد. در این مطالعه از ابزار زمین‌آمار (کریجینگ معمولی) استفاده گردید. نمونه‌برداری در ۲۰۹ نقطه بر روی شبکه‌ای با فواصل حدود ۱/۵×۱/۵ کیلومتر در اراضی کشاورزی و شهری-صنعتی و حدود ۲×۲ کیلومتر در اراضی بایر انجام شد. غلظت نیکل کل و قابل‌جذب خاک توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مطالعات آماری و زمین‌آماری توسط نرم‌افزارهای SPSS، Variowin و WINGSLIB انجام و نقشه آلودگی با نرم‌افزار Surfer16 رسم گردید. نتایج نشان داد که غلظت عنصر در هیچ‌یک از شکل‌ها در منطقه سمیت را نشان نداد؛ اما در کاربری‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار بود. احتمالاً صنایع موجود، مواد مادری و سنگ‌های بازیک و فوق بازیک که غنی از نیکل هستند، استفاده از کودهای فسفاته و لجن فاضلاب باعث افزایش نیکل و جهت وزش بادهای غربی باعث انتقال نیکل در منطقه گردید است.

کلیدواژه‌ها: تغییرات مکانی، تغییرنما، قم، عناصر سنگین.

[1] نویسنده مسئول: ۰۹۱۳۹۹۳۱۰۸۹ Email: s.sadr@stu.vru.ac.ir

نحوه ارجاع به این مقاله:

موحدی راد، زهرا؛ صدر، سمیه. (۱٤۰۱). توزیع منطقه‌ای نیکل در خاک‌های سطحی بخش‌هایی از استان قم. *جغرافیا و مخاطرات محیطی*.۱۱(۱). صص ۳۷-۱۷ https://dx.doi.org/10.22067/geoeh.2021.70105.1051

۱- مقدمه

سلامت محیط‌زیست موجودات زنده به خصوصیات شیمیایی خاک، به‌خصوص مقادیر کافی عناصر سنگین ارتباط نزدیک دارد. امروزه در بسیاری از کشورها، اهداف جدید قانونگذاری، ارزیابی و کنترل فلزات سنگین در خاک است؛ چراکه در دهه‌های اخیر مسئله آلوده شدن خاک‌ها به عناصر سنگین در سطح وسیع، به یک امر مهم زیست‌محیطی تبدیل شده است (اسلام[1] و همکاران، ۲۰۱۵).

فلزات سنگین به‌عنوان خطرناک‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی شناخته می‌شوند؛ چراکه به علت عدم تجزیه توسط فرایندهای فیزیکی، به مدت طولانی در محیط باقی‌مانده و در چرخه‌های بیوشیمیایی و نهایتاً زنجیره غذای انسان مؤثر خواهند بود و سبب اختلال در واکنش‌های بیولوژیکی، آسیب به اندام‌ها و حتی مرگ خواهند شد (کاساسی[2] و همکاران، ۲۰۰۸)؛ بنابراین جهت کنترل کیفیت محیط‌زیست بررسی عناصر سنگین در خاک دارای اهمیت است. اگرچه برخی از عناصر سنگین به‌عنوان عناصر غذایی ضروری هستند، اما اغلب آن‌ها به علت غلظت بالا در خاک و یا پتانسیل قابلیت دسترسی زیستی، برای بیوسفر سمیت داشته و خطرناک می‌باشند (کایلود[3] و همکاران، ۲۰۰۹؛ ساری[4] و همکاران، ۲۰۱۸). ازجمله این عناصر می‌توان به نیکل اشاره کرد. این عنصر به‌واسطه ناراحتی‌های حاد تنفسی، سوزش‌های شدید در ناحیه نای، بیماری سیستم عصبی، سرطان ریه و پوست (رحمانیان و صفری، ۱۳۹۹) توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست در گروه آلاینده‌های دارای تقدم قرار دارد (ززولی و همکاران، ۱۳۹۱). این عنصر یکی از عناصر کمیاب است که از دو منبع طبیعی (هوازدگی سنگ‌ها و خاک) و انسان‌زاد (صنایع، کشاورزی و وسایل نقلیه) به محیط‌زیست وارد می‌شود (کمپل و نایکل[5]، ۲۰۰۶).

مطالعات، غلظت بالای نیکل در خاک‌های تشکیل شده بر روی مواد مادری بازیک و فوق بازیک را نشان داده است (سالوادوربلانس[6] و همکاران، ۲۰۰۶؛ دآمیکو[7] و همکاران، ۲۰۰۸). همچنین مطالعه‌ی غلظت نیکل در خاک‌های مناطق شمال غرب ایران نشان داده است که بیش از ۸۷ درصد از خاک‌های این مناطق دارای غلظت بالای این عنصر نسبت به استانداردهای تعیین شده در ایران هستند و بیشترین مقدار نیکل در خاک‌های تشکیل شده روی مواد مادری فوق بازیک با متوسط ۱۶۶۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (یوسفی فر و همکاران، ۱۳۹۸). محققین نشان داده‌اند غلظت نیکل در خاک‌های حاصل از سنگ‌های فوق بازیک تا ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیز می‌رسد (الکساندر، ۲۰۰۴). جدول (۱) میانگین غلظت نیکل را در برخی از انواع سنگ‌ها نشان می‌دهد.

1 Islam et al.
2 Kasassi et al.
3 Caillaud et al.
4 Sari et al.
5 Cempel & Nikel
6 Salvador-Blanes
7 D'Amico

جدول ۱- میانگین غلظت نیکل (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در سنگ‌های مختلف (آلووی،۱۹۹۰)

	سنگ‌های آذرین			سنگ‌های رسوبی	
فلز	بازالت	گرانیت	سنگ‌آهک	ماسه‌سنگ	شیل
غلظت نیکل	۱۵۰	۰/۵	۷	۹	۲۲۳

از مهم‌ترین منابع مؤثر بر افزایش غلظت نیکل در خاک فعالیت‌های انسانی ازجمله صنعت و کشاورزی است. بررسی غلظت عناصر سنگین در خاک و برگ گیاهان در فواصل مختلف از مجتمع فولاد خوزستان نشان داد که آلاینده‌ها در جهت جریان وزش باد حرکت می‌کنند و در هوا معلق مانده و به‌مرورزمان بر روی خاک و گیاهان نشست می‌کنند؛ بنابراین طبیعی است که میزان آلودگی عناصر سنگین در جهت وزش باد به‌ویژه باد غالب بیشتر باشد (آگولینی[1] و همکاران، ۲۰۱۳).

احتمالاً مصرف آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای فسفاته، در مناطق کشاورزی در بالا رفتن غلظت نیکل کل و قابل‌جذب در این اراضی مؤثر بوده است. هرساله بیش از ۳۰ میلیون تن کودهای فسفاته در سرتاسر جهان مورد استفاده قرار می‌گیرد که بیش از ۹۹ درصد آن‌ها از سنگ‌های فسفاته حاصل می‌شوند. مشکل اساسی که مصرف بی‌رویه کودهای فسفاته در اراضی کشاورزی ایجاد می‌نمایند، آلوده کردن این اراضی به عناصر سنگین همچون نیکل است (لامبرت و همکاران، ۲۰۰۷). جدول ۲ غلظت نیکل را در چند نوع کود فسفاته نشان می‌دهد.

جدول ۲- میانگین غلظت نیکل در چند نوع کود فسفاته (لامبرت[2] و همکاران، ۲۰۰۷)

نوع کود	غلظت نیکل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
مونوآمونیوم فسفات	۲۲/۲
دی‌آمونیوم فسفات	٤٦/۳
سوپر فسفات تریپل	۱۷/۳
سنگ فسفات	۵۰/٤

از سوی دیگر استفاده از فاضلاب در آبیاری اراضی کشاورزی بخصوص فاضلاب‌های صنعتی نیز در بالا رفتن غلظت نیکل اراضی کشاورزی بسیار مؤثر است (آتش پز و رضا پور، ۱۳۹۸).

غلظت نیکل نیز مانند سایر متغیرهای محیطی تحت تأثیر عوامل متعددی است که به‌صورت مکانی و زمانی تغییر می‌کنند و این امر شناخت گسترش و توزیع این متغیرهای محیطی را با پیچیدگی زیادی روبه‌رو کرده است (وو[3] و

1 Ugolini et al.
2 Lambert et al.
3 Wu et al.

همکاران، ۲۰۲۰). لذا انجام توصیه‌های مدیریتی و تدوین برنامه‌های مرتبط با این متغیرها در محیط‌زیست، مستلزم تعیین الگوی تغییرات مکانی آن‌ها است. ازاین‌رو به دلیل مشکلات مربوط به نمونه‌برداری، استفاده از روش درون‌یابی بسیار مفید است (حلیمی و همکاران، ۱۳۹۲). در این روش‌ها می‌توان با جمع‌آوری داده‌های کمتر، نقشه‌های دقیق‌تری را تهیه نمود که می‌تواند به مدیریت صحیح و اصولی منجر گردد. از میان همه‌ی روش‌های درون‌یابی، روش زمین‌آمار محبوبیت خاصی دارد. این روش یکی از دقیق‌ترین روش‌هایی است که علاوه بر توصیف تغییرات مکانی و زمانی داده‌ها، قادر به تهیه نقشه‌های کمی پراکنش متغیرهای محیطی با حداقل واریانس ممکن است (گوائرتز[1]، ۲۰۰۰؛ موکانا و کوئیکی[2]، ۲۰۰۸)؛ اما تاکنون از بین تمام روش‌های زمین‌آمار روش کریجینگ معمولی به دلیل خطای کم‌تر و تولید حداقل واریانس ممکن، محبوبیت بیشتری را نشان داده است و در تعیین توزیع مکانی متغیرهای محیطی پتانسیل بالایی دارد. در زمینه استفاده از روش‌های زمین‌آمار در بررسی توزیع مکانی عناصر در خاک، مطالعات متعددی در دنیا (مانوز ناجرا[3] و همکاران، ۲۰۲۰؛ ژن[4] و همکاران،۲۰۱۹؛ بهونیا[5] و همکاران، ۲۰۱۸؛ کائو[6] و همکاران، ۲۰۱۷) و ایران (صدر و موحدی راد، ۱٤۰۰، صدر و موحدی راد، ۱۳۹۹، محمدی. ۱۳۹۷؛ صدر و افیونی، ۱۳۹٦؛ استواری و همکاران، ۱۳۹٤؛ خداکرمی و همکاران، ۱۳۹۳؛ میرزایی و همکاران، ۱۳۹۲؛ عبداللهی و همکاران، ۱۳۹۱؛ شهبازی و همکاران، ۱۳۹۰) انجام گرفته است.

علی‌رغم اهمیت بالای وجود اطلاعات کافی و کامل از وضعیت توزیع عناصر سنگین در استان‌های کشور، جهت اتخاذ تصمیمات درست مدیریتی در پروژه‌های ملی و منطقه‌ای، تنها در تعداد معدودی از استان‌های کشور پراکنش فلزات سنگین به‌صورت نقشه‌های کاربردی ارائه شده است و در بیشتر استان‌ها، ازجمله استان قم اطلاعات بسیار محدودی در مورد مقدار کل فلزات سنگین در خاک وجود دارد. بنابراین، به دلیل تمرکز فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، تعیین وضعیت پراکنش عناصر سنگین در خاک‌های سطحی این منطقه بسیار حائز اهمیت است. لذا پژوهش حاضر با اهداف ذیل انجام گرفت. ۱- تعیین توزیع مکانی نیکل در بخشی از اراضی استان قم. ۲- تعیین مکان‌های آلوده به نیکل در مقایسه با استانداردهای موجود در مورد آن. ۳- بررسی مهم‌ترین منابع ورود این فلز به مناطق آلوده.

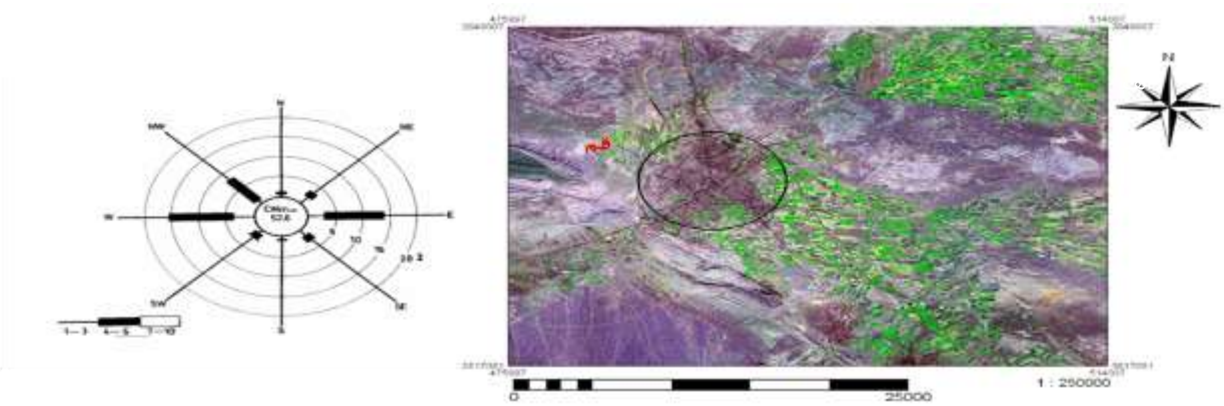
1 Goovaerts
2 Moukana & Koike
3 Muñoz-Nájera et al.
4 Zhen et al.
5 Bhunia et al.
6 Cao et al

۲- مواد و روش‌ها

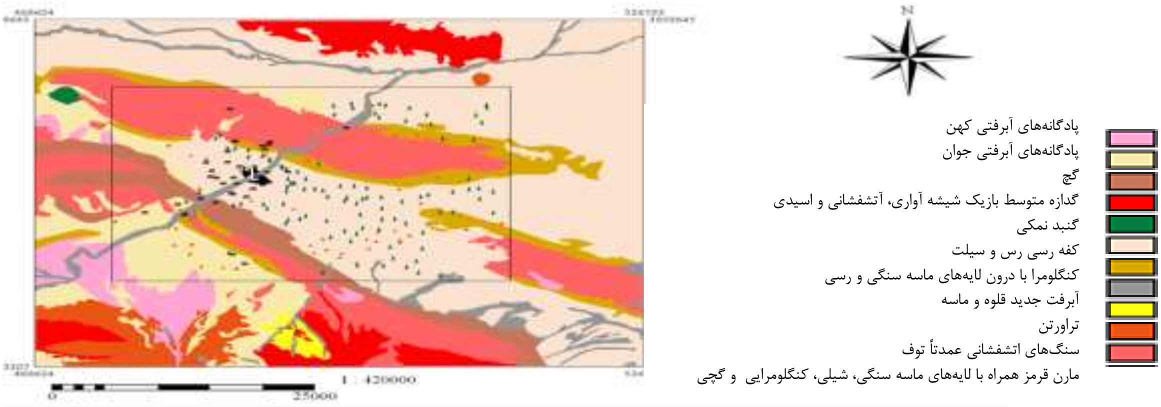
۲-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی

منطقه مطالعاتی بخش‌هایی از اراضی کشاورزی، شهری-صنعتی و بایر استان قم به مرکزیت شهر قم، به وسعت ۱۰۵۴ کیلومترمربع بین طول‌های جغرافیایی ′۴۷ °۵۰ تا ′۸ °۵۱ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ′۴۵ °۳۴ تا ′۳۰ °۳۴ شمالی قرار دارد. شکل ۱-الف تصویر ماهواره‌ای منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد. میانگین ارتفاع منطقه از سطح دریا ۱۰۵۰ متر و میانگین بارندگی در منطقه مطالعاتی بر اساس سالنامه آماری استان در یک دوره ۳۴ ساله در حدود ۱۳۸ میلی‌متر با حداکثر ۲۶۰ میلی‌متر در سال است. جهت وزش بادهای غالب در منطقه از سمت غرب است (شکل ۱-ب). به‌طورکلی تشکیلات زمین‌شناختی غالب منطقه از سازندهای جوان دوران چهارم و سنگ‌های ترشیاری و کواترنر تشکیل گردیده که عمدتاً شامل رسوبات آبرفتی و تپه‌های ماسه‌ای دوران چهارم و سنگ‌های رسوبی و آتشفشانی کمی دگرگون شده دوران سوم است (شکل ۲). این منطقه بر روی نقشه سازمان جغرافیایی کشور با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰ با نام قم با شماره II ۶۱۵۹ و قمرود با شماره III ۶۲۵۹ مشخص شده است (http://www.giscoders.com).

ب　　　　　　　　الف



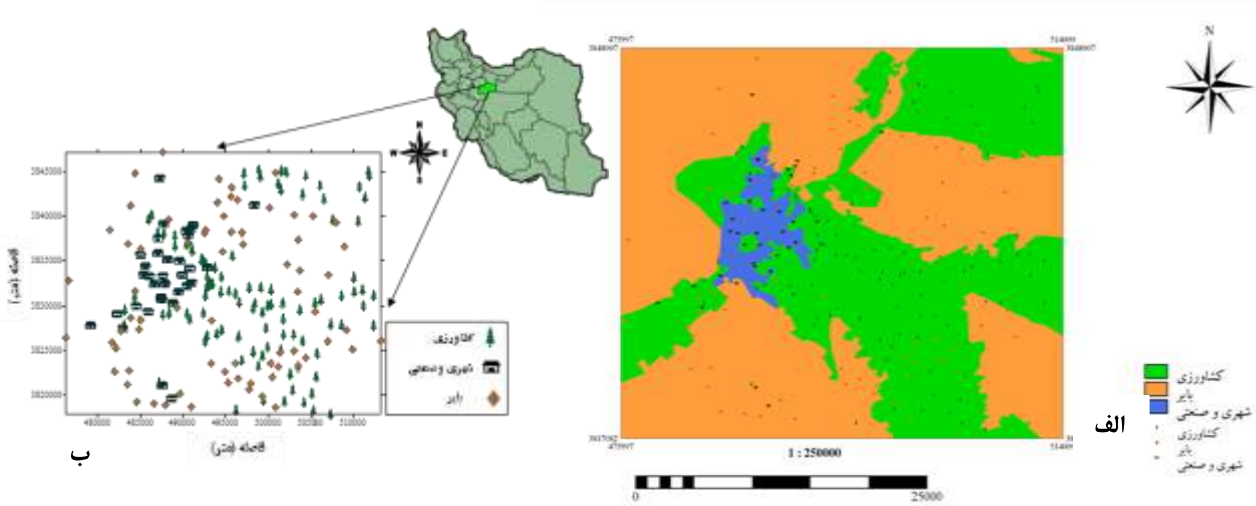
شکل ۱- الف. تصویر ماهواره‌ای منطقه مطالعاتی جهت تهیه نقشه کاربری اراضی (TM 7-4-2) و ب. گلباد منطقه مطالعاتی



شکل ۲- نقشه زمین‌شناسی منطقه به تفکیک محدوده منطقه مطالعاتی و با مقیاس ۱:۴۲۰۰۰۰

۲-۲- نمونه‌برداری

در این مطالعه به خاک سطحی (عمق ۰-۱۰ سانتی‌متر) توجه شده است. نمونه‌برداری در ۲۰۹ نقطه بر روی شبکه‌ای با فواصل حدود ۱/۵×۱/۵ کیلومتر در اراضی کشاورزی، شهری-صنعتی و حدود ۲×۲ کیلومتر در اراضی بایر انجام شد. موقعیت جغرافیایی نمونه‌ها توسط دستگاه GPS تعیین و کاربری محل نمونه‌برداری ثبت شد. شکل ۳ موقعیت نقاط نمونه‌برداری شده را با تفکیک نوع کاربری نشان می‌دهد. در این مطالعه ۱۰۳ نمونه در اراضی با کاربری کشاورزی و ۳۱ و ۷۵ نمونه به ترتیب در اراضی با کاربری شهری-صنعتی و بایر قرار گرفت.



شکل ۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری شده در منطقه مطالعاتی الف. با تفکیک نوع کاربری اراضی منطقه ب. با توجه به موقعیت جغرافیایی نقطه

۲-۳- اندازه گیری غلظت نیکل کل و قابل‌جذب در نمونه‌ها

یک گرم از نمونه‌های خاک هوا خشک، توزین و در ارلن مایر ۲۵۰ سی‌سی، ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۵ نرمال به آن‌ها اضافه شد. محتویات ارلن به مدت ۱۲ ساعت به حال خود رها شدند و سپس به مدت ۱۰ دقیقه جوشانده شدند. بعد از سرد شدن نمونه‌ها توسط کاغذ صافی واتمن ۴۲ در بالن ژوژه‌های ۲۵ میلی‌لیتری صاف گردیده و با آب مقطر به حجم رسانده شد. درنهایت غلظت کل نیکل توسط دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer قرائت گردید(آجای و کمسون[1]، ۱۹۸۳)

شکل قابل‌جذب نیکل به‌وسیله محلول DTPA ۰/۰۰۵ نرمال حاوی کلرید کلسیم ۰/۰۱ نرمال و تری اتانول آمین ۰/۱ نرمال اندازه‌گیری شد. pH محلول DTPA با استفاده از HCl نرمال در ۷/۳ تنظیم گردید. به این صورت که تعلیق با نسبت ۱ به ۲ خاک به محلول DTPA تهیه و بعد از ۲ ساعت همزدن نمونه‌ها با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه، از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد. سپس غلظت شکل قابل‌جذب نیکل توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (لینزی و نارول[2]، ۱۹۷۸)

در این مطالعه برای صحت‌سنجی نتایج اندازه‌گیری غلظت نیکل در خاک، یک نمونه استاندارد از موسسه تحقیقات ملی و فناوری آمریکا (MST) به نام San Joaquin # 2709 تهیه گردید. غلظت نیکل نمونه مذکور (۸۸ ± ۵) گزارش شد و به همان طریق شکل کل و قابل‌جذب نیکل نیز اندازه‌گیری شد. بازیابی مقدار فلزات اندازه‌گیری شده از نمونه استاندارد برای کلیه خاک‌های موردمطالعه بیش از ۹۰ درصد بود.

بر اساس استاندارد WHO غلظت نیکل را در خاک‌های آلوده ٤٩ و آلودگی متوسط و کم را به ترتیب ٣٦ و ٢٣ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام شده است (مکدونالد[3] و همکاران، ۲۰۰۰). سازمان محیط‌زیست ایران، مقادیر ۱۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم را به‌عنوان مقادیر استاندارد نیکل برای کاربری‌های کشاورزی و حفاظت محیط‌زیست گزارش کرده است (سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران). جدول(۳) حداکثر مقدار مجاز نیکل را در خاک بر اساس استانداردهای برخی کشورها نشان می‌دهد.

جدول ۳- حداکثر مقدار مجاز نیکل در خاک برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم(پایس و بنتون جونز[4]، ۱۹۹۷)

عنصر	کمیته اقتصادی اروپا	هلند	آلمان	شمال شرقی امریکا
نیکل کل	۲۵	۵۰۰	۵۰	۲۵

1 Ajayi & Kamson
2 Lindsay & Norvell
3 MacDonald et al.
4 Pais & Benton Jones

حداکثر غلظت قابل‌قبول نیکل مطابق با استاندارد کشورهای مختلف با توجه به سمیت آن برای گیاهان در خاک‌های کشاورزی در جدول ٤ نشان داده شده است.

جدول٤- حداکثر غلظت قابل‌قبول نیکل برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در کشورهای مختلف با توجه به سمیت آن‌ها برای گیاه در خاک‌های کشاورزی (پایس و بنتون جونز[1]، ١٩٩٧)

فلز	استرالیا	کانادا	لهستان	ژاپن	انگلستان	آلمان
نیکل	١٠٠	١٠٠	١٠٠	٤٠٠	٥٠	٢٠٠

٢-٤- تجزیه و توصیف داده‌ها

به‌منظور توصیف مشاهدات و نتایج آزمایش‌ها و دست‌یابی به خلاصه‌ای از اطلاعات آماری، توصیف داده‌ها در محیط نرم‌افزار SPSS 16 انجام گرفت. برای بررسی تست نرمال بودن داده‌ها در سطح اطمینان ٩٥ درصد از آمار کلموگروف–اسمیرنوف استفاده شد. جهت ترسیم و تعیین مدل تغییرنما از برنامه رایانه‌ای Variowin استفاده گردید. در این مطالعه با تست Cross-Validation به کمک نرم‌افزار، WinGslib بهترین مدل تغییرنما که کمترین خطای تخمین را ایجاد نماید، انتخاب و میان‌یابی با توجه به آن‌ها به روش کریجینگ معمولی با همان برنامه رایانه‌ای صورت گرفت. در این مطالعه صحت الگوی برازش داده شده به تغییرنما توسط میانگین مربعات خطای تخمین (MSE) و میانگین خطای تخمین (ME) سنجیده شد. به‌این‌ترتیب که این دو خصوصیت برای هرکدام از تغییرنماهای برازش داده شده به دست آمد و تغییر نمای مناسب بر اساس مقدار این دو خصوصیت انتخاب گردید. مقدار پارامتر ME درصورتی‌که صفر یا نزدیک صفر باشد نشانگر ناریب بودن تخمین است (حلیمی وهمکاران، ١٣٩٢) و حداقل بودن MSE نشانگر بالا بودن دقت تخمین است (صدر و موحدی راد، ١٣٩٩).

نقشه کریجینگ هم توسط برنامه رایانه‌ای Surfer 16 تهیه شد. در این مطالعه کریجینگ نقطه‌ای نیکل در خاک با ابعاد بلوک‌های ١٠٠٠×١٠٠٠ متر و با استفاده از الگوی تغییرنمای همه جهت و در نظر گرفتن ناهمسانگردی انجام گرفت. دامنه همبستگی تغییرنما در جهات مختلف ناحیه جستجو به شکل بیضی با قطر بزرگ با زاویه ٩٠ درجه از محور عمودی در نظر گرفته شد. در داخل ناحیه جستجو حداکثر ٨ و حداقل ٤ نقطه به‌منظور میان‌یابی هر نقطه بکار رفته است.

1 Pais & Benton Jones

۳- نتایج و بحث

۳-۱- نتایج آماری

میانگین غلظت نیکل کل و قابل‌جذب در منطقه مطالعاتی به ترتیب ۹/٦ و ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و ضریب تغییرات نیکل کل ۷۳/۹ درصد با حداقل ۰/۲ و حداکثر ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ضریب تغییرات نیکل قابل‌جذب ٦۰ درصد با حداقل ۰/۰۳ و حداکثر ۱/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (جدول۵). در پژوهشی در خاک‌های استان اصفهان غلظت نیکل کل به‌طور متوسط ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است.

جدول ۵- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت کل و قابل‌جذب نیکل در منطقه مطالعاتی به تفکیک کاربری

متغیر $mg\ kg^{-1}$	کاربری	تعداد	میانگین	واریانس	حداکثر	حداقل	چولگی	ضریب تغییرات (٪)
غلظت نیکل کل	کشاورزی	۱۰۳	۱۰/۸	۷۳/۷	۵۰	۱/۵	۲/۰۵	۷۹/٦
	شهری	۳۵	۸/۲	۲۹/۸	۲۵/٤	۱/۷	۱/۹	٦۷/۱
	بایر	۷۱	۸/۵	۲۳/۳	۲۵	۰/۲	۰/۹	۵٦/۵
	کل	۲۰۹	۹/٦	۵۰/۱	۵۰	۰/۲	۲/۲	۷۳/۹
غلظت نیکل قابل‌جذب	کشاورزی	۱۰۳	۰/٦	۰/۱	۱/٤	۰/۱	۰/٤	٦٦/۷
	شهری	۳۵	۰/٦	۰/۱	۱/٤	۰/۱	۰/٦	٦٦/۷
	بایر	۷۱	۰/٤	۰/۲	۱/۸	۰/۰۳	۱/٤	۱۰۰
	کل	۲۰۹	۰/۵	۰/۱	۱/۸	۰/۰۳	۰/۸	٦۰

ضریب تغییرات (CV) نشانگر درجه تغییرپذیری یک ویژگی در خاک است. درصورتی‌که $CV \leq 20\%$ باشد نشان‌دهنده تغییرپذیری اندک، $21\% \leq CV < 50\%$ تغییرپذیری متوسط و $50\% \leq CV < 100\%$ تغییرپذیری بالا را نشان می‌دهد (کریمی نژاد[1] و همکاران، ۲۰۱۵). در این پژوهش ضریب تغییرات نیکل در هر دو شکل موردمطالعه بالاتر از ۵۰ درصد تعیین شده است که بیانگر وجود تغییرات زیاد این متغیر در خاک منطقه موردمطالعه است. ضریب تغییرات نیکل در اطراف کارخانه سیمان در یاسوج کمتر از ۵۰ درصد گزارش شده است که نشان‌دهنده تغییرات کم غلظت این عنصر در خاک است؛ درحالی‌که غلظت کادمیوم در این مناطق ضریب تغییرات بالای ۱۰۰ درصد را نشان داده است که بیانگر تغییرات بسیار زیاد این عنصر در خاک منطقه مطالعاتی است (رحمانیان، ۱۳۹۹). گزارش شده است که تغییرات زیاد یک متغیر می‌تواند نقش عوامل مدیریتی نسبت به عوامل موروثی در منشأ آن متغیر را بالاتر ببرد (فروغی‌فر و همکاران، ۱۳۹۰).

1 Karimi Nezhad et al.

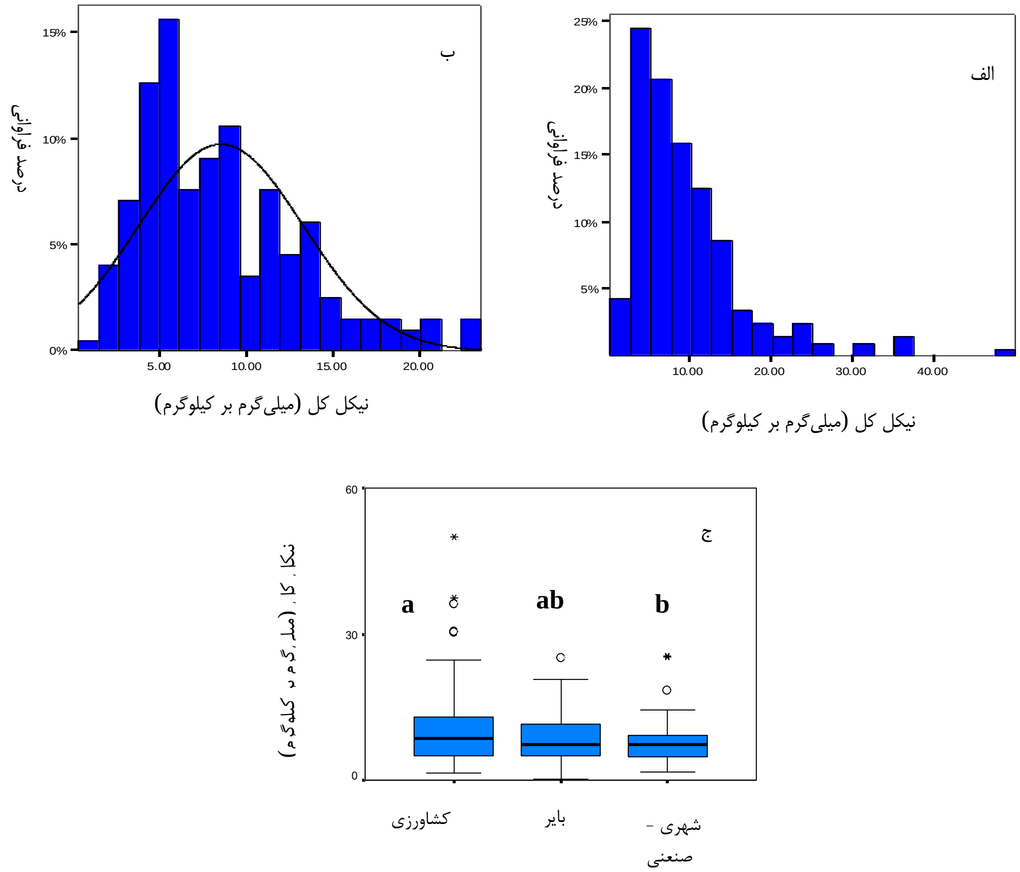
تفاوت بین حداکثر نیکل کل (۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و حداکثر نیکـل قابل‌جـذب (۱/۸ میلی‌گـرم بـر کیلـوگرم) به‌خوبی نمایانگر این وضعیت است که بخش قابل‌توجهی از نیکل در خاک‌های منطقه به حالـت تثبیـت شـده وجـود داشته و از دسترس گیاه دور بوده است و بخش بسیار کمی از نیکل تثبیت شده در بخش‌های مختلـف خـاک، توسـط DTPA آزاد شده است. تیمورزاده و همکاران (۱۳۹۸) در بررسی مکانی نیکل در شهرستان اسفراین غلظت نیکـل کـل را ۲۳/٦ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام کرد. این در حالی است که غلظت متوسط نیکل در جهان ٤۰ میلی‌گرم بـر کیلـوگرم اعلام شده است (لیو[1] و همکاران، ۲۰۰٦).

بر اساس حدود مجاز اعلام شده توسط کشورهای مختلف (۲۵ تا ۵۰۰ میلی‌گـرم بـر کیلـوگرم)، خاک‌هـای منطقـه موردمطالعه به‌جز در برخی مناطق محدود، غالباً دارای آلودگی نیکل نیستند. البته بالاتر بـودن غلظـت نیکـل در اراضـی کشاورزی توجه ویژه‌ای را می‌طلبد تا از بالا رفتن غلظت نیکل از حدود مجاز توصیه‌شده جلـوگیری شـود. نتـایج ایـن مطالعه نشان داد که کمی بیش از ٤/۵ درصد نقاط نمونه‌برداری شده داری نیکل کل بالاتر از ۲۵ هسـتند کـه بـر اسـاس حدود مجاز کمیته اقتصادی اروپا و شمال شرقی آمریکا آلوده محسوب می‌شوند.

در این مطالعه وضعیت پراکنش نیکل کل در منطقه از تابع نرمـال پیـروی نکـرد (شـکل ٤–الـف). چـولگی ۲/۲ و آزمون کولموگرف–اسمیرنف هم این مطلب را تأیید کرد؛ اما ازآنجایی‌که بـرای انجـام محاسـبات زمـین‌آمـاری فـرض نرمال بودن توزیع داده مطرح است، لذا لـازم بـود کـه توزیـع نرمـال گـردد. در میـان ۲۰۹ داده موجـود، تعـداد ۹ داده به‌صورت نامتعادل (داده پرت) بودند و باعث افزایش چولگی و انحراف توزیع از حالـت نرمـال گردیدنـد و بـه دلیـل اهمیت استفاده از داده‌های اصلی، ترجیح داده شد که در محاسبات بعدی ایـن داده‌هـا از مجمـوع کـل داده‌هـا حـذف گردیده و در محاسبات بعدی از ۲۰۰ داده استفاده گردد. ذکر این نکته نیز ضروری است که داده‌هـای حذف‌شـده ٤/۳ درصد کل داده‌ها را تشکیل دادند. وجود داده‌های پرت از طریـق نمـودار جعبـه‌ای (شـکل ٤–ج) و وجـود شـکاف و اختلاف زیاد در نمودار توزیع فراوانی(شکل ٤–الف) به‌خوبی مشخص است. نمودار توزیع فراوانی نرمال شده پـس از حذف داده‌های مذکور، در شکل ٤–ب نشان داده شده است.

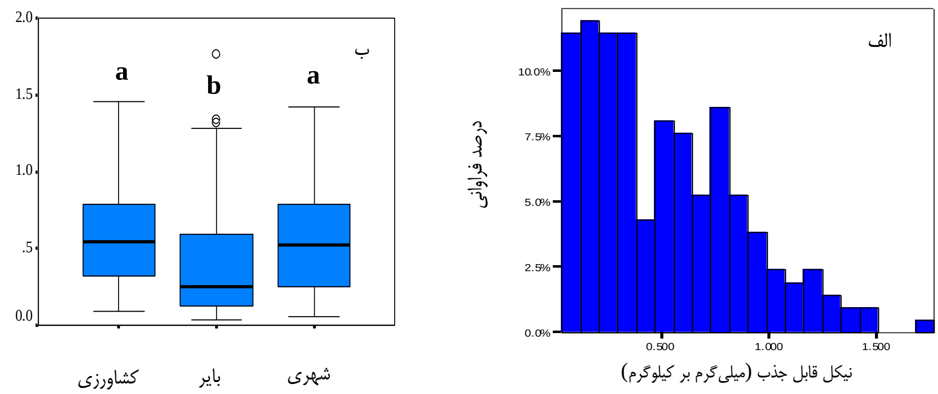
در این منطقه مطالعاتی، اراضی کشاورزی با میانگین ۱۰/۷۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌طور متوسـط بیشـترین غلظـت نیکل کل را دارا می‌باشند. کاربری شهری–صنعتی از نظر غلظت نیکل کلبه‌طور معنی‌داری کمتر از کـاربری کشـاورزی بوده اما اراضی بایر دارای اختلاف معنی‌دار با دوکاربری دیگر نداشت (شکل٤–ج)

1 Liu et al



شکل ٤- الف. توزیع فراوانی نیکل کل ب. توزیع فراوانی نیکل کل پس از حذف داده‌های پرت ج. نمودار جعبه‌ای نیکل کل

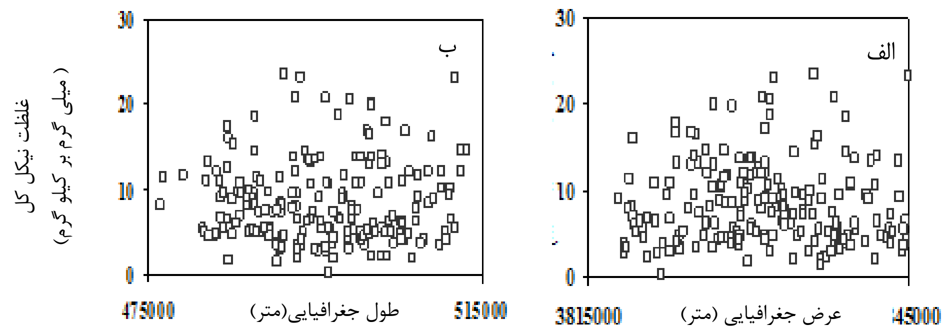
با توجه به شکل ٥-الف وضعیت پراکنش نیکل قابل‌جذب در منطقه از تابع نرمال پیروی کرده و چولگی ۰/۸ و آزمون کولموگرف-اسمیرنف هم این مطلب را تأیید می‌کند. شکل (٥-ب) نمودار جعبه‌ای و مقایسه میانگین غلظت نیکل قابل‌جذب در کاربری‌های مختلف را نشان می‌دهد. اراضی کشاورزی و شهری-صنعتی با میانگین ۰/٦ میلی‌گرم بر کیلوگرم از لحاظ نیکل قابل‌جذب در یک سطح قرار دارند. با توجه به شکل (٥-ب)، میانگین نیکل قابل‌جذب در اراضی کشاورزی و شهری-صنعتی دارای اختلاف معنی‌دار نبوده ولی این دو کاربری در سطح معنی‌داری میانگین نیکل قابل‌جذب بیشتری نسبت به اراضی بایر دارند.



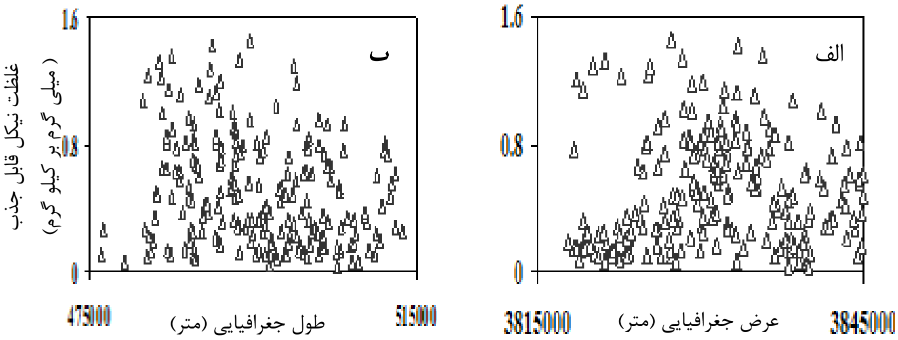
شکل ٥- الف. توزیع فراوانی نیکل قابل‌جذب ب. نمودار جعبه‌ای نیکل قابل‌جذب

۳-۲- محاسبه و الگوسازی تغییرنما

به‌طورمعمول در عملیات زمین‌آماری با فرض عدم وجود روند، اقدام به محاسبه تغییرنما می‌شود. گاهی برخی از تغییرنماها با افزایش فاصله در محدوده موردمطالعه همواره افزایش می‌یابند. این تغییرنماها می‌توانند دلالت به وجود روند[۳] در محدوده موردمطالعه داشته باشند (محمدی، ۱۳۸۵). لیکن در برخی از شرایط، فرض عدم وجود روند، معتبر نیست و حضور روند در مقادیر داده‌ها باعث به‌هم‌ریختگی ساختار تغییرنما تجربی می‌گردد (مدنی، ۱۳۷٤). عموماً شناسایی روند در آلودگی با ترسیم تغییرات فاصله در مقابل غلظت به دست می‌آید. در صورت وجود روند در یک بعد خاص، مقادیر پارامتر مورد نظر دارای توزیع یکنواختی نبوده، بلکه از مدل خاصی تبعیت می‌کنند.در این تحقیق نمودار پراکنش نیکل در دو فرم کل و قابل‌جذب در مقابل طول و عرض جغرافیایی منطقه مطالعاتی به‌عنوان معیاری از فاصله ترسیم شد (اشکال ٦ و ۷) و روند مشخصی در توزیع غلظت عناصر مشاهده نگردید.



شکل ٦- نمودار پراکنش غلظت نیکل کل در الف. عرض جغرافیایی و ب. طول جغرافیایی



شکل ۷- نمودار پراکنش غلظت نیکل قابل‌جذب در الف. عرض جغرافیایی و ب. طول جغرافیایی

در مطالعه حاضر با توجه به طول منطقه مطالعاتی که ٣٦ کیلومتر بود، حداکثر فاصله مجاز در رسم تغییرنما ١٦ کیلومتر انتخاب شد. فاصله از ۰/۵ کیلومتر تا ٤ کیلومتر که حداقل و حداکثر فاصله بین نمونه‌ها هستند به‌عنوان گام برای مطالعه تغییرات مکانی موردبررسی قرار گرفت. تحمل به فاصله نصف فاصله در نظر گرفته شد. در این مطالعه با استفاده از سعی و خطا مناسب‌ترین الگوهای تغییرنمای متغیرهای موردمطالعه تعیین گردید و سپس توسط آنالیز کنترل اعتبار، اعتبار هر تغییرنما به دست آمد و از میان حداقل ۵ و حداکثر ۱۸ الگو، یک الگو به‌عنوان بهترین الگو جهت کریجینگ انتخاب گردید. در این مطالعه جهت محاسبه معیارهای آماری از ۲۰۰ داده استفاده شد. این ۲۰۰ داده اصلی دارای مقدار مشخصی بودند. آنگاه در هر مرحله یک داده حذف و سپس مقدار آن توسط کریجینگ معمولی و با کمک الگوی تغییرنمای منتخب و سایر نمونه‌های اطراف آن تخمین زده شد. برای مقایسه داده‌های واقعی با تخمین حاصل از کریجینگ، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد که در سطح ۱ درصد همبستگی نسبتاً بالایی را نشان داد و تأیید کننده دقت بالای تخمین و اعتبار تغییرنمای منتخب است. جدول٦ نتایج حاصل از مقایسه تخمین‌های حاصل را با داده‌های واقعی در نیکل کل و قابل‌جذب نشان می‌دهد.

جدول ٦- مقایسه تخمین‌های حاصل از کریجینگ نیکل کل با داده‌های واقعی

ویژگی	معیار	ضریب همبستگی بین داده‌های واقعی و کریجینگ نقطه‌ای همان نقاط
نیکل کل	ضریب پیرسون	۰/٤١**
نیکل قابل‌جذب	ضریب پیرسون	۰/٥١**

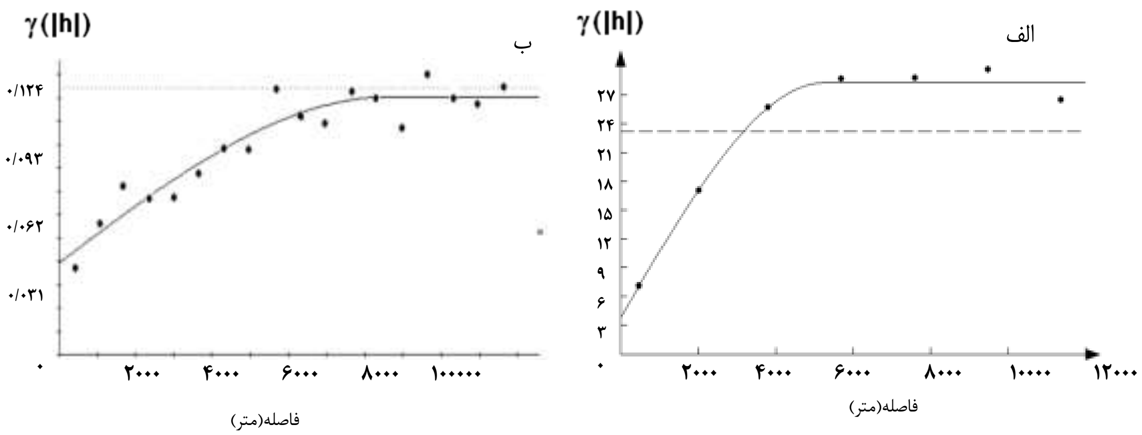
** – در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار است.

مشخصات تغییرنمای منتخب مربوط به ویژگی‌های موردبررسی در جدول ۷ ارائه شده است. شدت و درجه وابستگی مکانی یک متغیر ناحیه‌ای را می‌توان از تقسیم واریانس اثر قطعه‌ای به واریانس کل (حد آستانه) به دست

آورد. اگر نسبت مذکور کمتر از ۲۵ درصد باشد، متغیر دارای کلاس وابستگی مکانی قوی و اگر نسبت بین ۲۵ تا ۷۵ درصد باشد، آنگاه متغیر مورد نظر دارای کلاس وابستگی مکانی متوسط است. در مطالعه حاضر توزیع نیکل کل دارای وابستگی مکانی قوی و نیکل قابل‌جذب دارای وابستگی مکانی متوسط است (امینی[1] و همکاران، ۲۰۰۵). همان‌طور که در جدول ۷ مشاهده می‌شود مقدار MSE و ME نشان‌دهنده دقت مناسب تخمین است. همان‌طور که پیش‌ازاین ذکر گردید، صفر یا نزدیک صفر بودن مقدار پارامتر ME نشانگر ناریب بودن تخمین و حداقل بودن MSE نشانگر بالا بودن دقت تخمین است. وسعت زیاد منطقه مطالعاتی و فواصل زیاد میان نمونه‌ها از عواملی است که بر دقت تخمین‌ها اثر دارد. شکل ۸ تغییرنمای مربوط به ویژگی‌های موردبررسی را نشان می‌دهد.

جدول ۷- پارامترهای تغییرنما متغیر نیکل کل در خاک

عنصر	مدل	ناهمسانگردی	اثر قطعه‌ای (C_0)	دامنه تأثیر $(A_0\,(m))$	حد آستانه $(C_0 + C)$	درصد وابستگی مکانی $C_0 + C/C_0$	ME	MSE
نیکل کل	کروی	۹۰	۳/۸٤	٥٢٨۰	٢٤/٥	١٥	−۰/١٢	١٨/٤٤
نیکل قابل‌جذب	کروی	۹۰	۰/۰٤	٦٥۰۰	۰/١١	٣٦	۰/۰۰۰١	۰/۰٨



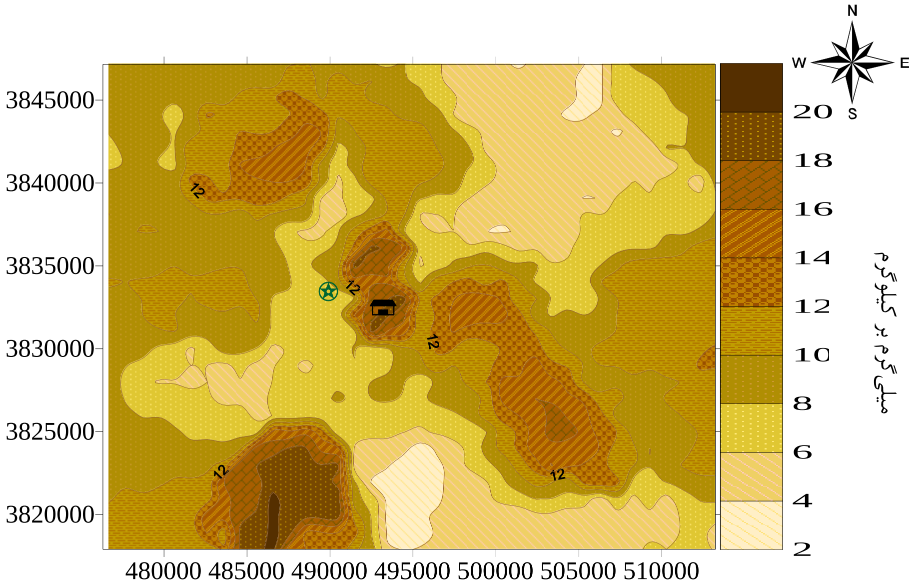
شکل ۸- تغییرنمای الف. نیکل کل و ب. نیکل قابل‌جذب

۳-۳- میانیابی نیکل در خاک

شکل ۹ و ۱۰ به ترتیب نقشه حاصل از کریجینگ نقطه‌ای نیکل کل و نقشه حاصل از کریجینگ نقطه‌ای نیکل قابل‌جذب در خاک منطقه موردمطالعه می‌باشند. ضریب همبستگی بین نیکل کل و نیکل قابل‌جذب در این مطالعه

1 Amini et al.

بسیار پایین (۰/۰٤) بود. گزارش شده که مقدار نیکل کل نمی‌تواند بـه‌عنوان معیـار مناسـبی بـرای تعیـین میـزان نیکـل قابل‌جذب مطرح شود (بارکر و پیلبم[1]، ۲۰۱۵). این موضوع را عدم انطباق نقاط داغ دو نقشه تأیید می‌کند.

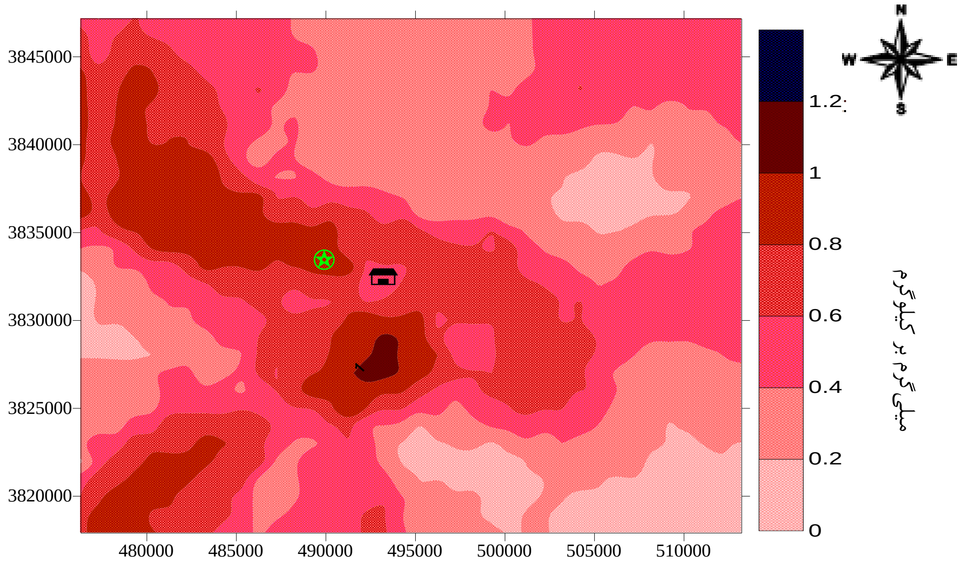


و به ترتیب حرم حضرت معصومه (س) و شهرک صنعتی محمودآباد است.

شکل ۹- نقشه حاصل از کریجینگ نقطه‌ای نیکل کل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

با توجه به نقشه کریجینگ نیکل کل و انطباق این نقشه با نقشه کاربری اراضی (شـکل ۳-الـف) بیشـترین غلظـت نیکل کل در قسمت‌های مرکزی، جنوب غربی و شمال غربی منطقه که کـاربری کشـاورزی، شـهری-صـنعتی دارنـد، دیده می‌شود. توزیع نیکل کل از قسمت‌های شمال غربی با کاربری شهری-صنعتی به سـمت قسـمت‌های مرکـزی بـا کاربری کشاورزی بالا است و در قسمت‌های شرقی کمترین غلظت نیکـل دیـده مـی‌شـود. نـوع کـاربری در افـزایش غلظت نیکل کل تأثیر زیادی داشته است.

1 Barker & Pilbeam



و به ترتیب حرم حضرت معصومه (س) و شهرک صنعتی محمودآباد است

شکل ۱۰- نقشه حاصل از کریجینگ نقطه‌ای نیکل قابل‌جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

اگرچه غلظت نیکل در منطقه مطالعاتی بیش از حدود استاندارد جهانی نبود اما یکی از عوامل مؤثر در بالا رفتن غلظت نیکل در منطقه مطالعاتی را می‌توان به فعالیت‌های صنعتی و وجود کارخانه‌ها و کارگاه‌های کوچک و بزرگی که در سطح منطقه پراکنده هستند نسبت داد. نقش صنعت در گسترش و توسعه استان قم به‌مراتب بیش از بخش کشاورزی بوده است. یکی از دلایل گسترش کارگاه‌های صنعتی در این استان، نزدیکی به شهر تهران و از طرف دیگر به دو استان صنعتی اصفهان و مرکزی است. در میان گسترگی بالای محدوده‌های صنعتی در منطقه مطالعاتی، شهرک صنعتی محمودآباد به‌عنوان یکی از فعال‌ترین شهرک‌های صنعتی استان قم محسوب می‌شود که با وسعتی بالغ‌بر ۷۰۰ هکتار در بخش قمرود واقع شده است و ده‌ها کارگاه و کارخانه صنعتی را در خود جای داده است (محل قرارگیری این شهرک در نقشه‌ها مشخص شده است). لذا فعالیت کارگاه‌ها و کارخانه‌ها در محدوده منطقه موردمطالعه را می‌توان در این امر مؤثر دانست. بررسی‌های انجام شده روی تأثیر کارخانه سیمان یاسوج بر روی خاک‌های اراضی همجوار کارخانه، نشان داد که غلظت نیکل در تمامی ٦١ نمونه خاک موردبررسی در این مطالعه، بالاتر از استانداردهای جهانی USEPA بود. به نظر محقق این سطح بالای نیکل نه‌تنها ناشی از انتشارات خود کارخانه بوده بلکه حرکت وسایل نقلیه در اطراف کارخانه هم بی‌تأثیر نبوده است (رحمانیان، ۱۳۹۹).

جهت وزش بادهای غربی نیز ازجمله عواملی است که درمجموع باعث افزایش نیکل حاصل از صنایع موجود در منطقه به خاک شده است. در مطالعه حاضر در نقشه‌های حاصل از نیکل کل و با توجه به جهت باد غالب (شکل ۱-ب) این امر مشاهده می‌گردد.

در این مطالعه نقاط داغ (غلظت بالای ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم غلظت نیکل) در اراضی با کاربری بایر قرارگرفته است و ازآنجاکه سازندهای جنوب منطقه مطالعاتی با توجه به نقشه زمین‌شناسی (شکل ۲) از نوع آتشفشانی است به نظر می‌رسد این محدوده‌ی اندک که دارای غلظت بالای نیکل است، زبانه‌هایی است که تحت تأثیر نوع سازند مناطق جنوبی قرار دارد. احتمالاً مواد مادری یکی از عوامل اصلی افزایش نیکل به خاک به شمار می‌رود. زیرا حضور سنگ‌های آتشفشانی و همین‌طور شیل‌ها و سنگ‌های بازیک و فوق بازیک که غنی از نیکل هستند، در قسمت‌های شمالی و جنوبی منطقه می‌تواند عاملی در جهت افزایش نیکل به خاک‌های منطقه مطالعاتی محسوب شود. با توجه به نقشه کاربری اراضی (شکل۲) بخشی از اراضی کشاورزی، در محدوده مناطق دارای نیکل قابل‌جذب بالاتر قرار می‌گیرند که تأثیر استفاده از نهاده‌های کشاورزی مانند کودها و سموم و آفت‌کش‌ها را در بالا رفتن غلظت این عنصر مورد تأیید قرار می‌دهد. برزین و همکاران (۱۳۹٤) در بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان گزارش کردند غلظت نیکل تحت کنترل عوامل طبیعی مانند مواد مادری است، ولی فعالیت‌های کشاورزی به دلیل مصرف بیش‌ازحد کودهای دامی و شیمیایی می‌تواند باعث افزایش هر چه بیشتر این عناصر در خاک شود.

البته لازم به ذکر است که غلظت نیکل قابل‌جذب بیش از اینکه در کل منطقه سمیت را نشان دهد نگرانی ناشی از کمبود را مطرح می‌کند. گزارش‌هایی وجود دارد که مشکلات شدید کمبود نیکل و کمبودهای پنهان این عنصر را در محصولات زراعی نشان می‌دهد (آلووی[1]،۲۰۰۸). شکل قابل‌جذب نیکل برای گیاه و تغذیه مناسب آن به‌عنوان یک عنصر کم‌مصرف ضروری (براوون[2] و همکاران، ۱۹۸۷)، مطرح است. مشخص است که نقش اصلی نیکل در ترکیب آنزیم اوره‌آز است و درنتیجه این عنصر، برای کلیه گیاهان و به‌ویژه بقولات جهت انتقال نیتروژن از ریشه‌ها و انتقال به اندام هوایی و تولید ترکیبات اورئیدی لازم است (کاباتا پندیاس و پندیاس[3]، ۲۰۰۱) و کمبود این عنصر می‌تواند با افزایش فعالیت نیترات ردوکتاز، غلظت نیترات گیاه را کاهش دهد (علی‌بخشی و خوشگفتارمنش[4]، ۲۰۱۵).

٤-جمع‌بندی

به‌طورکلی نتایج نشان داد که غلظت نیکل در بخش‌های وسیعی از استان قم در محدوده سمیت قرار ندارد، بلکه نگرانی ناشی از کمبود این عنصر را نیز ایجاد می‌کند؛ چراکه نیکل یک عنصر ضروری برای رشد گیاه محسوب می‌شود. غلظت نیکل در غالب منطقه مطالعاتی در زیر حد آلودگی و سمیت است؛ اما حدود ۵ درصد این اراضی دارای غلظت نیکل بیش‌ازحد مجاز برخی کشورها مثل اتحادیه اروپا بوده و عدم توجه به کنترل ورود این عنصر به خاک می‌تواند مشکلاتی را برای ساکنین این مناطق ایجاد کند. نتایج نشان می‌دهد که تجمع صنایع در استان قم

1 Alloway
2 Brown et al.
3 Kabata-Pendias & Pendias
4 Alibakhshi & Khoshgoftarmanesh

توانسته غلظت نیکل را در خاک سطحی این استان تحت تأثیر قرار دهد چراکه غلظت این عنصر در کاربری‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار بود. احتمالاً مواد مادری و سنگ‌های بازیک و فوق بازیک که غنی از نیکل هستند و استفاده از کودهای فسفاته و لجن فاضلاب باعث افزایش نیکل و جهت وزش بادهای غربی باعث انتقال نیکل در منطقه گردیده است.

۵- تشکر و قدردانی

با سپاس از دانشگاه پیام نور استان کرمان، مرکز رفسنجان.

کتابنامه

استواری، یاسر؛ بیگی هرچگانی، حبیب‌الله؛ داودیان، علیرضا؛ ١٣٩٤. ارزیابی شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GWQI)و پردازش زمین‌آماری آن در آبخوان دشت لردگان. *فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست*. شماره ١٧(٢)، ٤٥-٦١. http://dx.doi.org/10.22034/JEST.2017.11271

آتش پز، بهناز؛ رضاپور، سالار؛ ١٣٩٨. ارزیابی شاخص‌های ریسک اکولوژیکی عناصر روی، مس، کادمیوم، سرب و نیکل در اراضی تحت آبیاری با فاضلاب تصفیه شده، علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. *علوم آب‌وخاک*. شماره ٢٣(٢)، ٢٣٩-٢٥٠.http://dx.doi.org/10.29252/jstnar.23.2.239

برزین، منصور؛ خیرآبادی، حسین؛ افیونی، مجید؛ ١٣٩٤. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی و علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، *علوم آب‌وخاک*، شماره٢، ٦٩-٨٠ https://www.sid.ir/fa/journal/ViewPaper.aspx?ID=250112

تیمورزاده، صفیه؛ میرزایی محمدآبادی، روح‌الله؛ محمدی، محسن؛ ١٣٩٨. کاربرد کریجینگ بیزین تجربی در پهنه‌بندی آلودگی خاک به فلزات سنگین (مطالعه موردی: شهرستان اسفراین). *علوم و تکنولوژی محیط‌زیست*، شماره ٢١(٧)، ٨٩-١٠٥. https://www.sid.ir/fA/Journal/ViewPaper.aspx?id=532853

حلیمی، منصور؛ تخت اردشیر، اشرف؛ رستمی، شاه بختی؛ ١٣٩٢. ارزیابی و دقت سنجی روش‌های درون‌یابی مکانی در برآورد نیازهای گرمایشی و سرمایشی ایران. *پژوهش‌های اقلیم‌شناسی*. شماره ١٣ و ١٤، ٧٣-٨٤. https://clima.irimo.ir/article_14150.html

خداکرمی، لقمان؛ سفیانیان، علیرضا؛ محمدی توفی، الهه؛ میرغفاری، نوراله؛ ١٣٩٣. بررسی غلظت عناصر سنگین مس، روی و آرسنیک خاک با استفاده از RS و GIS (مطالعه موردی: حوزه آبخیز کبودرآهنگ، رزن و خونجین-تلخاب در استان همدان). *سنجش‌ازدور و GIS در منابع طبیعی*. شماره ٥(٣)، ٤٥-٥٥. https://www.sid.ir/fa/journal/ViewPaper.aspx?ID=243809

رحمانیان، محمد؛ ١٣٩٩. تأثیر گردوغبار کارخانه سیمان یاسوج بر ویژگی‌های شیمیایی خاک‌های همجوار. *تحقیقات آب‌وخاک ایران*. شماره ٥١(٣). ٥٩٥-٦٠٢. https://dx.doi.org/10.22059/ijswr.2019.285921.668272

رحمانیان، محمد؛ صفری، یاسر؛ ١٣٩٩. پهنه‌بندی آلودگی کادمیوم و نیکل در خاک‌های اطراف کارخانه سیمان

یاسوج، *محیط‌زیست و مهندسی آب*. دوره ٦ (٤). ۳۲۱-۳۳۰. 10.22034/JEWE.2020.232526.1365

ززولی، محمد علی ؛ یزدانی، جمشید؛ بلارک، داود؛ ابراهیمی، معصومه؛ مهدوی، یوسف؛ ۱۳۹۱. بررسی میزان جذب رنگ اسید بلو۱۱۳ توسط گیاه کانولا از محیط آبی. *مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران*. ۱۳۹۱; ۲۲ (۲) :۷۸-۷۱. http://jmums.mazums.ac.ir/article-1-2066-fa.html

سازمان حفاظت محیط‌زیست، معاونت محیط‌زیست انسانی، دفتر آب‌وخاک. استانداردهای کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن.

شهبازی، علی؛ سفیانیان، علیرضا؛ افراز، روح‌الله؛ خداکرمی، لقمان؛ ۱۳۹۰. بررسی توزیع مکانی فلزات سنگین کادمیوم، مس و سرب در خاک و تعیین منشأ این فلزات (مطالعه موردی: شهرستان نهاوند). *سنجش‌ازدور و GIS در منابع طبیعی*. شماره ۲(۲). ۹۷-۱۰۲. https://www.sid.ir/fa/Journal/ViewPaper.aspx?ID=146823

صدر، سمیه؛ افیونی، مجید؛ ۱۳۹٦. بررسی توزیع وانادیوم در اراضی با کاربری‌های کشاورزی و صنعتی در استان اصفهان. *محیط‌شناسی*. شماره ٤۳(۲). ۲۰۷-۲۱۸. https://www.sid.ir/fa/Journal/ViewPaper.aspx?ID=476863

صدر، سمیه؛ موحدی‌راد، زهرا؛ ۱۳۹۹. بررسی الگوی مکانی غلظت سلنیوم کل در خاک سطحی بخش‌هایی از ایران مرکزی (مطالعه موردی: استان اصفهان). علوم محیطی. شماره ۱۸(۳). ۱۰٦-۱۲۱. 10.29252/ENVS.18.3.106

صدر، سمیه؛ موحدی‌راد، زهرا؛ ۱٤۰۰. بررسی تغییرات مکانی غلظت آلاینده‌های سرب و کادمیم در خاک سطحی بخش‌هایی از ایران مرکزی (مطالعه موردی: دشت قم). *جغرافیا و مخاطرات محیطی*. شماره ۱۰(۲)، 10.22067/GEOEH.2021.68492.1015

عبداللهی، سمانه؛ دلاور، محمد امیر؛ شکاری، پرویز؛ ۱۳۹۱. پهنه‌بندی توزیع مکانی سرب، روی و کادمیم و ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه انگوران، استان زنجان. *آب‌وخاک*. شماره ۲٦(٦)، ۱٤۱۰-۱٤۲۰. 10.22067/JSW.V0I0.19254

فروغی فر، حامد؛ جعفرزاده، علی‌اصغر؛ ترابی گلسفیدی، حسین؛ علی‌اصغرزاد، ناصر؛ ۱۳۹۰. تأثیر واحدهای لندفرم بر توزیع فراوانی و تغییرات مکانی ویژگی‌های بیولوژیکی خاک در دشت تبریز. *دانش آب و خاک*. شماره ۲۱(۳)، ۱-۲۱. **https://water-soil.tabrizu.ac.ir/article_1121.html**

محمدی، جهانگرد؛ ۱۳۸۵. *پدومتری (آمار مکانی)*. جلددوم. انتشارات پلک.

محمدی، صدیقه؛ ۱۳۹۷. تحلیل توزیع مکانی فلزات سنگین مس، روی و آرسنیک در خاک اطراف کارخانه ذوب مس خاتون آباد شهر بابک. *تحقیقات کاربردی خاک*. جلد ٦، شماره ٦(٤)، ۸٤-۹٦. https://www.sid.ir/fa/Journal/ViewPaper.aspx?id=466801

مدنی، حسن؛ ۱۳۷٤. *مبانی زمین آمار*. دانشگاه صنعتی امیرکبیر، واحد تفرش.

میرزایی، روح‌اله؛ اسماعیلی ساری، عباس؛ قربانی، هادی؛ حافظی مقدس، ناصر؛ همامی، محمودرضا؛ رضایی، حمیدرضا؛ ۱۳۹۲. پیش بینی توزیع مکانی کادمیوم، آرسنیک، کروم و مس در خاک سطحی استان گلستان، *پژوهش‌های محیط‌زیست*. شماره ۷(٤). ۳۷-٤٤.20.1001.1.20089597.1392.4.7.5.7

یوسفی فرد، مریم؛ آدمن، ولی؛ ایـوبی، شـمس‌الله؛ ۱۳۹۸. آلـودگی عناصـر سـنگین در خاک‌هـای توسـعه یافتـه روی سنگ‌های آذرین و رسوبی شمال غرب آذربایجان غربی. *نشریه مدیریت خاک و تولیـد پایـدار*. شـماره ۷(٤)، ۳۷-٤٤. 10.22069/EJSMS.2019.14706.1807

Ajoyi A, Kamson F., 1983. Determination of lead in roadside in Logos city by atomic absorption spectrophotometry. Environment International 9: 397-400 . 10.1016/0160-4120(83)90132-0

Alexander E., 2004. Serpentine soil redness, differences among peridotite and serpentinite materials, Klamath Mountains, California. International Geology Review, 46: 754-764. 10.2747/0020-6814.46.8.754

Alibakhshi M, Khoshgoftarmanesh A., 2015. Effects of nickel nutrition in the mineral form and complexed with histidine in the nitrogen metabolism of onion bulb. Plant growth regulation 75: 733-740. 10.1007/s10725-014-9975-z

Alloway BJ., 2012. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their bioavailability, 614pp. 10.1007/978-94-007-447-7

Alloway BJ., 2008. Micronutrients and crop production, an introduction. Micronutrient deficiencies in global crop production. Springer. 10.1007/978-1-4020-6860-7_1

Amini M, Afyuni M, Khademi H, Abbaspour KC, Schulin R., 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of Central Iran. Science of Total Environment 347: 64-77. 10.1016/j.scitotenv.2004.12.015

Barker, A.V., Pilbeam, D.J., 2015. Handbook of Plant Nutrition (2nd ed.). CRC Press. https://doi.org/10.1201/b18458

Bhunia GS, Shit PK, Chattopadhyay R., 2018. Assessment of spatial variability of soil properties using geostatistical approach of lateritic soil (West Bengal, India). Annals of Agrarian Science 16: 436-443. 10.1016/j.aasci.2018.06.003

Brown PH, Welch RM, Cary EE., 1987. Nickel, A micronutrient essential for higher plants. Plant physiology 85: 801-803. 10.1104/pp.85.3.801

Caillaud J, Proust D, Philippe S, Fontaine C, Fialin M., 2009. Trace metals distribution from a serpentinite weathering at the scales of the weathering profile and its related weathering microsystems and clay minerals. Geoderma 149: 199-208. 10.1016/j.geoderma.2008.11.031

Cao S, Lu A, Wang J, Huo L., 2017. Modeling and mapping of cadmium in soils based on qualitative and quantitative auxiliary variables in a cadmium contaminated area. Science of the Total Environment 580: 430-439. 10.1016/j.scitotenv.2016.10.088

Cempel M, Nikel G., 2006. Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology. Polish Journal of Environmental Studies 15(3): 375-382. http://www.pjoes.com/Nickel-A-Review-of-Its-Sources-and-Environmental-Toxicology,87881,0,2.html

D'Amico M, Julitta F, Previtali F, Cantelli D., 2008. Podzolization over ophiolitic materials in the western Alps (Natural Park of Mont Avic, Aosta Valley, Italy). Geoderma 146: 129-137. 10.1016/j.geoderma.2008.05.025

Goovaerts P., 2000. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. Journal of hydrology 228: 113-129. 10.1016/S00221694(00)00144-X

Hoodaji M. Jalalian A., 2004. Distribution of nickel, manganese and cadmium in soil and agricultural products in the area of Mobarakeh Steel Complex, Agricultural Science and Technology and Natural Resources, 8(3). 20.1001.1.22518517.1383.8.3.5.5

Islam S, Ahmed K, Al-Mamun H., 2015. Distribution of trace elements in different soils and

risk assessment: a case study for the urbanized area in Bangladesh. Journal of geochemical exploration 158: 212-222. 10.1016/j.gexplo.2015.07.017
Kabata-Pendias A, Pendias H., 2001. Trace elements in soils and plants, Boca Raton, FL, USA, CRC Press. https://doi.org/10.1201/b10158
Karimi nezhad MT, Tabatabaii SM, Gholami A., 2015. Geochemical assessment of steel smelter-impacted urban soils, Ahvaz, Iran. Journal of Geochemical Exploration 152:91-109. 10.1016/j.gexplo.2015.02.005
Kasassi A, Rakimbei P, Karagiannidis A, Zabaniotou A, Tsiouvaras K, Nastis A, Tzafeiropoulou K., 2008. Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill. Bioresource Technology 99: 8578-8584. 10.1016/j.biortech.2008.04.010
Lambert R, Grant C, Sauvé S. 2007. Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. Science of the total environment 378: 293-305. 10.1016/j.scitotenv.2007.02.008
Lindsay WL, Norvell WA., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil science society of America journal 42: 421-428. 10.2136/ sssaj1978.03615995004200030009x
Liu X, Wu J, Xu J., 2006. Characterizing the risk assessment of heavy metals and sampling uncertainty analysis in paddy field by geostatistics and GIS. Environmental pollution 141: 257-264. 10.1016/j.envpol.2005.08.048
MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger T., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39(1): 20-31. 10.1007/s002440010075
Moukana JA, Koike K., 2008. Geostatistical model for correlating declining groundwater levels with changes in land cover detected from analyses of satellite images. Computers Geosciences 34: 1527-1540. 10.1016/j.cageo.2007.11.005
Muñoz-Nájera MA, Tapia-Silva FO, Barrera-Escorcia G, Ramírez-Romero P., 2020. Statistical and geostatistical spatial and temporal variability of physico-chemical parameters, nutrients, and contaminants in the Tenango Dam, Puebla, Mexico. Journal of Geochemical Exploration, 209, 106435. 10.1016/j.gexplo.2019.106435
Pais I, Jones Jr JB., 1997. The handbook of trace elements, CRC Press.
Salvador-Blanes S, Cornu S, Bourennane H, King D. 2006. Controls of the spatial variability of Cr concentration in topsoils of a central French landscape. Geoderma 132: 143-157. 10.1016/j.geoderma.2005.05.003
Sari GL, Trihadiningruma Y, Sucib FC, Hadiningb AF., 2018. Identification of Total Petroleum Hydrocarbon and Heavy Metals Levels in Crude Oil Contaminated Soil at Wonocolo Public Mining. Environment Asia 11: 109-117. 10.14456/ea.2018.26
Ugolini F, Tognetti R, Raschi A, Bacci L., 2013. Quercus ilex L. as bioaccumulator for heavy metals in urban areas: effectiveness of leaf washing with distilled water and considerations on the trees distance from traffic. Urban forestry urban greening 12: 576-584. 10.1016/j.ufug.2013.05.007
Wu H, Yang F, Li H, Li Q, Zhang F, Ba Y, Cui L, Sun L, Lv T, Wang N., 2020. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soil near a smelter in an industrial city in China. International journal of environmental health research 30: 174-186. 10.1080/09603123.2019.1584666
Zhen J, Pei T, Xie S., 2019. Kriging methods with auxiliary nighttime lights data to detect potentially toxic metals concentrations in soil. Science of The Total Environment 659: 363-371. 10.1016/j.scitotenv.2018.12.330